

MODELAGEM MATEMÁTICA DO RIO URUSSANGA E PROPOSTA DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DA DRENAGEM ÁCIDA

Nicole Dagostim^{1*}, Erlon Mendes¹

¹*Departamento de Engenharia Química, Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Av. Universitária, 1105 - Bairro Universitário CEP: 88806-000 - Criciúma-SC, Brasil.*

*e-mail: nickdagostim@hotmail.com

Resumo

A drenagem ácida de mina (DAM) é uma das consequências da atividade de mineração e causa dano ambiental, principalmente em águas superficiais. O Rio Urussanga é afetado por essa drenagem, apresentando grandes quantidades de metais pesados. A modelagem matemática auxilia no entendimento dos processos envolvidos, melhorando assim a análise quantitativa nos mais diversos sistemas ambientais. O presente trabalho criou uma geometria bidimensional de uma parte do Rio Urussanga utilizando o Autocad® e a importou para o software Comsol Multiphysics 5.1® onde um modelo em regime estacionário e outro transiente foi desenvolvido. As concentrações de acidez, Mn, Fe²⁺, SO₄, Al e oxigênio dissolvido foram validadas com dados experimentais, apresentando um coeficiente de determinação de 0,999 para acidez, ferro, sulfato e alumínio e 0,93 para manganês e oxigênio dissolvido. Por fim, uma proposta de tratamento biológico em regime transiente foi simulada para a redução da concentração de Fe²⁺ presente no Rio, que previu uma redução de 31% na concentração de Fe²⁺ atingindo novo regime estacionário em três dias.

Palavras-chave: Modelagem matemática. Drenagem ácida de mina. Rio Urussanga.

Abstract

The acid mine drainage (AMD) is one of the consequences of mining activities and causes environmental damage, mainly in surface waters. Urussanga river is impacted by this drainage, presenting large amounts of heavy metals. The mathematical modeling helps in understanding the processes involved, thus improving the quantitative analysis in the most diverse environmental systems. This work created the two-dimensional geometry of a part of the Urussanga River using Autocad® and imported it into Comsol Multiphysics 5.1® software where a model in steady state and another in transient proposing treatment were developed. Concentrations of acidity, Mn, Fe²⁺, SO₄, Al and dissolved oxygen were validated with experimental data, presenting determination coefficient of 0.999 for acidity, iron, sulfate and aluminum and 0.93 for manganese and dissolved oxygen. Finally, a proposed transient biological treatment was simulated to reduce the concentration of Fe²⁺ present in the river, which predicted a 31% reduction in Fe²⁺ concentration reaching new stationary regime in three days.

Keywords: Mathematical modeling. Acid mine drainage. Urussanga river.

1. Introdução

Drenagem ácida é um tema que vem sendo cada vez mais preocupante quando se faz referência às águas superficiais e subterrâneas. Isso se dá quando mineradoras têm como resultado dos rejeitos sólidos nas águas, um percolato ácido, rico em ferro II, manganês, sulfatos, alumínio entre outros metais pesados. A partir do momento em que estes metais entram em contato com a água e oxigênio, eles oxidam, promovendo assim a contaminação por drenagem ácida. O Rio Urussanga é afetado por essa drenagem.

Sistemas ambientais podem ser estudados e melhor compreendidos através de modelos matemáticos que permitem uma compreensão precisa do destino e transporte de poluentes, bem como a previsão de comportamento futuro frente a ações de remediação. Com esse intuito, metodologias numéricas diversas podem ser adotadas, como

exemplo, método dos elementos finitos, amplamente adotado para domínios que possuem como elementos geometrias irregulares, obtendo uma melhor aproximação para tais sistemas.

O objetivo deste trabalho foi simular o transporte dos principais metais poluentes do Rio Urussanga, permitindo seu estudo. Além disso, uma proposta de remediação foi simulada em regime transiente para confirmar sua viabilidade.

Esta é a primeira modelagem validada em regime estacionário do Rio Urussanga com proposta de tratamento biológico simulada em regime transiente feita em toda a história.

2. Referencial teórico

2.1. Bacia hidrográfica do Rio Urussanga

Segundo comitê da bacia do Rio Urussanga (Comitê de Gerenciamento Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga 2016), a bacia está inserida na 10ª região hidrográfica do estado. Compreende dez municípios e corresponde a 0,70% do território catarinense, com coordenadas 28° 48' 72" e 28° 26' 19" de longitude sul e 49° 02' 67" e 49° 24' 94" de latitude oeste, possuindo uma área total de 679,16 km². O Rio é gerado pela junção dos rios Maior com o Carvão, cujas nascentes situam-se na baixa encosta da Serra Geral e nos morros a nordeste e sudoeste. Recebe como tributários na margem à direita os rios América, Caeté, Cocal, Ronco D'Água, Linha Torrens, Linha Anta e Três Ribeirões. Na margem à esquerda os rios Barro Vermelho, Ribeirão da Areia e Vargedo. Possui influência das lagoas Bonita, do Réu, Urussanga Velha, outras menores e vários arroios, entre eles os da Cruz e do Réu.

Dos dez municípios enquadrados na bacia do Rio Urussanga, somente Cocal do Sul e Morro da Fumaça se encontram totalmente inseridos. Os demais: Içara, Urussanga, Balneário Rincão, Criciúma, Pedras Grandes, Treze de Maio, Sangão e Jaguaruna encontram-se parcialmente inseridos no território da bacia.

Considerada uma das regiões mais críticas, devido ao crescimento da extração de carvão mineral, que compromete a qualidade das águas, ocasionando danos ambientais decorrentes da deposição inadequada de rejeitos de mineração de carvão. Os rejeitos vindos da mineração de carvão passam por processo de erosão e transporte, podendo atingir e se depositar nas nascentes. A partir dos processos de difusão dos poluentes, ocorre o transporte de uma parte dos sedimentos até o estuário do Rio Urussanga, sofrendo deposição, comprometendo assim as águas (Geremias 2009; Lattuada 2005; Teixeira et al. 2005 *apud* Borges 2009).

2.2. Drenagem ácida de mina (DAM)

Drenagem ácida de mina (DAM) é um grave contaminante de águas superficiais e subterrâneas, que surge devido as atividades de mineração ou por qualquer atividade que envolva movimento de rochas a distúrbios ocorridos na superfície da terra. A causa principal da geração de DAM é a oxidação da pirita (FeS_2) e de sulfetos metálicos com a participação natural de microrganismos que aceleram a oxidação, principalmente da espécie *Thiobacillus ferrooxidans*. Quando esses metais, oriundos de resíduos sólidos dos processos de lavra e beneficiamento, entram em contato com água e oxigênio, acabam se oxidando, gerando um efluente ácido com grande quantidade de sulfatos e metais pesados, provocando sérios impactos ambientais. Sulfetos de ferro (pirita), de cobre, de arsênio, entre outros, são os sulfetos metálicos comumente encontrados nos depósitos de mineração (Campaner e Silva 2008; Mello, Duarte e Ladeira 2014; Borma 2006, Borma e Soares 2002; Paprocki 2009).

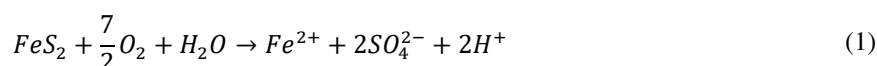
A DAM é caracterizada por pH baixo, alta condutividade e altas concentrações de Al, Fe, Mn, entre outros metais e semimetals, que auxiliam na acidez destas drenagens, uma vez que podem sofrer reações de hidrólise (Akcil e Koldas 2006 *apud* Campaner e Silva 2008).

Segundo Borma e Soares (2002), a denominação drenagem ácida de rochas (DAR) é algumas vezes empregada no lugar de DAM. Isto ocorre particularmente quando se faz referência a drenagens ácidas geradas a partir de depósitos ou pilhas de material estéril produzido nas operações de lavra.

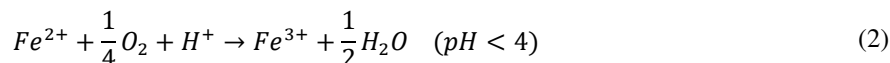
2.2.1. Geração da DAM

O principal gerador da DAM é a pirita (FeS_2). De acordo com os estudos de Stumm e Morgan (1981), as reações estequiométricas globais que caracterizam a oxidação da pirita quando a mesma é exposta ao ar e a água podem ser expressas da seguinte maneira:

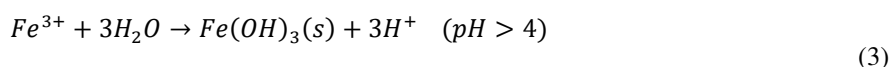
- Oxidação da pirita por meio do oxigênio atmosférico e água à sulfato, liberando Fe^{2+} (estado ferroso) e acidez:



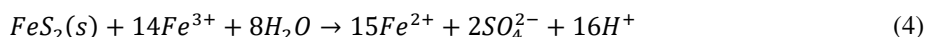
- Oxidação do Fe^{2+} (íon ferroso) a Fe^{3+} (íon férrico) (catalisada por bactérias autotróficas):



- Hidrólise do Fe^{3+} para a formação do hidróxido férrico insolúvel, com a liberação de acidez:



- Oxidação da pirita através da redução do Fe^{3+} com liberação de Fe^{2+} (ferroso), sulfato e acidez:



A cinética da oxidação do íon ferroso (Fe^{2+}) a férrico (Fe^{3+}), depende do pH, e da ação de bactérias, principalmente as do tipo *Thiobacillus ferrooxidans*, que aceleram a produção de Fe^{3+} em pH baixo. Para pH menor que 4, a velocidade de oxidação do Fe^{2+} acontece lentamente. Para pH acima de 4, a velocidade de oxidação do íon ferroso rapidamente aumenta com o aumento do pH. Porém, nessas condições, o Fe^{3+} não ficará disponível para a oxidação da pirita, precipitando como hidróxido férrico (Apello e Postma 1994 *apud* Borma e Soares 2002).

Para Nordstrom (1982) bactérias da espécie *Thiobacillus ferrooxidans* são capazes de transformar CO_2 em matéria orgânica usando Fe^{2+} para reduzir o CO_2 , gerando assim Fe^{3+} , aumentando a concentração de Fe no ambiente, acelerando assim a oxidação da pirita de 5 a 6 vezes.

2.3. Modelagem matemática

Modelagem matemática é uma metodologia que pode ser aplicada para melhorar a análise quantitativa em ecossistemas aquáticos, pois inúmeros processos físicos, químicos e biológicos acabam dificultando essa análise (Ferreira, Júnior e Marques 2009).

Para Chapra e Canale (2011), um modelo matemático representa numa linguagem matemática, através de funções e equações, as características essenciais de um sistema e de processos em estudo. Utiliza-se o modelo

para alcançar um determinado objetivo, que pode ser tanto de previsão quanto para entendimento dos processos (Ferreira, Júnior e Marques 2009).

Métodos numéricos são soluções de problemas complexos em ferramentas computacionais, capazes de resolver equações matemáticas que são impossíveis de resolver analiticamente, aumentando assim a capacidade de resolução dos problemas (Chapra e Canale 2011).

2.4. Método dos elementos finitos (MEF)

Elementos finitos é a divisão do domínio envolvido em infinitas partes. A unificação de todos esses elementos é representada através de uma malha, que pode conter elementos relativamente grandes ou refinados de acordo com a geometria utilizada na criação do modelo (Souza 2003).

O MEF é diversamente aplicado para sistemas que possuem geometrias não regulares, condições de contorno não usuais ou composição heterogênea. É uma metodologia que divide o domínio da solução em regiões de forma simples ou “elementos”, permitindo uma aproximação muito melhor para tais sistemas. Se diferencia quando comparado com método de diferenças finitas, que não possui essa aproximação nas bordas dos sistemas irregulares, pois o domínio da solução é dividido em uma grade de pontos discretos ou nós (Chapra e Canale 2011).

A Figura (1) mostra em (a) uma junta com geometria irregular e composição heterogênea (três materiais diferentes), em (b) método de diferenças finitas e (c) método dos elementos finitos para a junta.

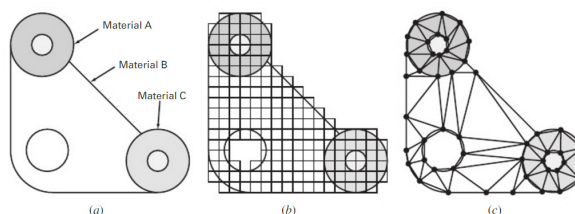


Fig. 1 (a) junta, (b) método de diferenças finitas e (c) método dos elementos finitos para a junta.

A abordagem geral do MEF se dá em etapas como: discretização, equações dos elementos, montagem, condições de contorno, solução e pós-processamento.

3. Metodologia

A partir de dados de batimetria do setor de Cartografia e Geoprocessamento - IPAT, com o sistema de coordenada adquirido no formato SAD-69, gerou-se a geometria do Rio Urussanga em 2D usando o software Autocad®, que parte da estação UR 26 com coordenadas UTM: 666273 6842465 até a estação UR 43 com coordenadas UTM: 672199 6835586. Recebendo como tributários: o Rio Ribeirão da Areia, com coordenadas UTM: 671809 6835982, e o Rio Cocal, com coordenadas UTM: 671883 6835862 (Fig. 2).

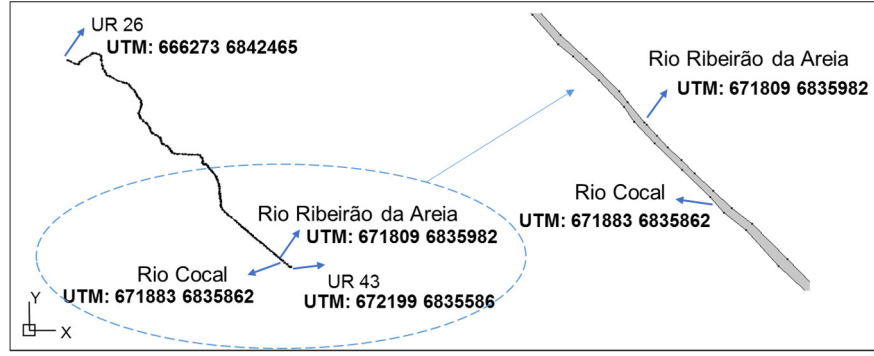


Fig. 2 Sistema em estudo.

3.1. Equações de balanço

As três equações de balanço adotadas foram as equações da continuidade, quantidade de movimento e espécie química.

3.1.1 Equações da continuidade e movimento

As equações da continuidade e da quantidade de movimento em regime transiente são representadas pelas equações (5) e (6) respectivamente.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot \rho \mathbf{u} = 0 \quad (5)$$

$$\rho \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + \rho (\mathbf{u} \cdot \nabla) \mathbf{u} = \nabla \cdot [-p \mathbf{I} + \mu (\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T)] + \mathbf{F} \quad (6)$$

Onde, ρ é a densidade (kg/m³), \mathbf{u} o a velocidade (m/s), p a pressão (Pa), \mathbf{I} a matriz identidade, μ a viscosidade dinâmica (Pa. S), T indica a transposta de $\nabla \mathbf{u}$ e \mathbf{F} a força de campo (N/m³).

3.1.2 Equação da espécie química

Os fenômenos de difusão e convecção em regime transiente são modelados de acordo com as equações (7) e (8).

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \nabla \cdot (-D_i \nabla c_i) + \mathbf{u} \cdot \nabla c_i = R_i \quad (7)$$

$$\mathbf{N}_i = -D_i \nabla c_i + \mathbf{u} c_i \quad (8)$$

Onde, c_i é a concentração da espécie química i (mol/m³), D_i é a difusividade (m²/s), R_i a taxa de reação (mol/(m³.s)), u a velocidade (m/s) e N_i o fluxo de difusão (mol/(m².s)).

As equações (5) à (8) foram aplicadas em todo volume de controle (o trecho do Rio entre as coordenadas UTM: 666273 6842465 e UTM: 672199 6835586).

De acordo com experimentos realizados por Nikora e Sukhodolov (1993 *apud* Devens 2006), para a verificação da dispersão em cursos de águas com vazões entre 0,013 m³/s e 4,7 m³/s a fórmula do coeficiente de dispersão pode ser expressa através da seguinte equação:

$$D_i = \alpha_{NS} \cdot \bar{u} \cdot B \quad (9)$$

Onde D_i é o coeficiente de dispersão longitudinal, \bar{u} é o valor médio da velocidade na seção transversal e B é a largura média do trecho de mistura, com unidades no SI. O parâmetro α_{NS} é 1,1 de acordo com os experimentos de Nikora e Sukhodolov (1993 *apud* Devens 2006).

Os valores dos parâmetros B , \bar{u} adotados foram respectivamente: 15 m, 0,1397 m/s.

Para cada espécie química envolvida na reação adotou-se as devidas leis de velocidade:

$$R_{c_{Fe^{2+}}} = -\frac{k_{H1} \cdot c_{OD} \cdot c_{Fe^{2+}}}{(c_{H^+})^2} - k_{Fe} \cdot c_{Fe^{2+}} \quad (10)$$

Onde, o segundo termo da equação (10) foi relatado por Stumm e Morgan (1981), com k_{H1} de 5×10^{-11} mol/(m³.s) a partir da reação (2) de oxidação do Fe²⁺.

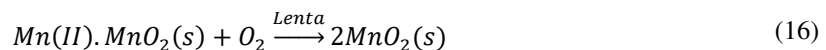
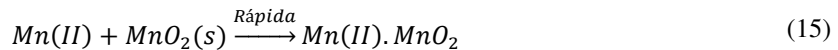
$$R_{c_{OD}} = -\frac{1}{4} \cdot \frac{k_{H1} \cdot c_{OD} \cdot c_{Fe^{2+}}}{(c_{H^+})^2} - k_{OD} \cdot c_{OD} \quad (11)$$

$$R_{c_{H^+}} = -\frac{k_{H1} \cdot c_{OD} \cdot c_{Fe^{2+}}}{(c_{H^+})^2} - k_H \cdot c_{H^+} \quad (12)$$

Já o segundo termo da equação (11) e da equação (12) foi obtido através do conhecimento de velocidades relativas de reação proposto por Fogler (2006), que relaciona a lei de velocidade com a estequiometria.

$$R_{c_{Mn}} = -k_0 \cdot c_{Mn} - k_{Mn} \cdot c_{Mn} \quad (13)$$

Para a cinética do manganês a segunda expressão da equação (13) é descrita a partir das reações sugeridas por Stumm e Morgan (1981), em águas naturais para a oxidação do Mn (II) que seguem o seguinte princípio:



Canesin, Bernedo, Bellido (2002), propõem em seus estudos uma constante k_0 de $4 \times 10^{-5} s^{-1}$.

O terceiro termo das equações (10) à (13) é relativo a outras fontes de consumo e foi usado como parâmetro de ajuste para validação experimental. Os valores de k_{Fe} , k_{OD} e k_H utilizados no modelo foram $4,5 \times 10^{-6}$, 9×10^{-7} e $1 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ respectivamente. Já os valores de k_{Mn} e k_O foram nulos.

Cinéticas de primeira ordem, representando a sedimentação e consumo por fontes não previstas, foram utilizadas para suprir informação faltante para o sulfato e alumínio de acordo com as equações (17) e (18). Porém, os valores de k_{SO_4} e k_{Al} ajustados foram ambos nulos.

$$R_{c_{SO_4}} = -k_{SO_4} \cdot c_{SO_4} \quad (17)$$

$$R_{c_{Al}} = -k_{Al} \cdot c_{Al} \quad (18)$$

Usando o regime estacionário como condição inicial, uma proposta de remediação em regime transiente do sistema foi então simulada a partir de dados experimentais do estudo cinético microbiano por Tavares et al. (2016), na análise do microrganismo *Acidithiobacillus ferrooxidans* ATCC 53993, capaz de oxidar Fe^{2+} a Fe^{3+} . Os dados foram obtidos a partir de experimentos em batelada e adaptados para o sistema contínuo. A lei de velocidade de reação para um tratamento a partir de um biorreator CSTR é expressa pela equação (19). A proposta é mostrada na Figura (3).

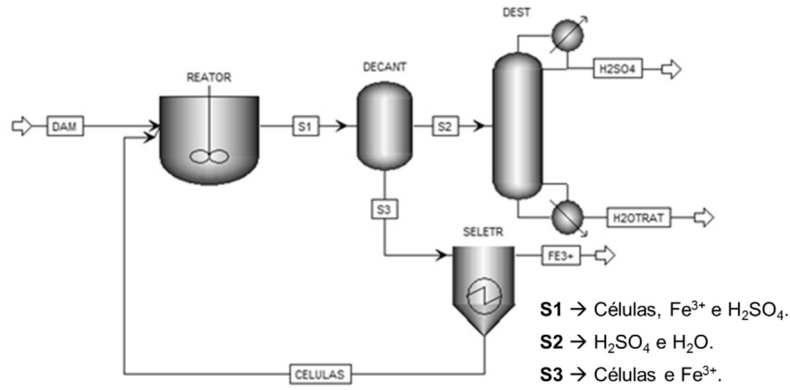


Fig. 3 Fluxograma do processo (Fonte: Tavares et al. 2016).

O processo consiste basicamente em um reator CSTR que alimenta a DAM e células de *A. ferrooxidans*, onde irá converter Fe^{2+} a Fe^{3+} , gerando assim grande quantidade de ácido sulfúrico. As células e o Fe^{3+} que são insolúveis em água, precipitam no decantador e são separadas através de um separador eletrostático que irá reter o metal, fazendo com que as células ativas retrocedam para o reator. O sobrenadante do decantador rico em solução de ácido sulfúrico segue o processo de destilação fracionada (Tavares et al. 2016). A proposta de tratamento consiste em reduzir a concentração de Fe^{2+} em um quarto da vazão do Rio Urussanga.

$$R_{c_{Fe^{2+}}} = -\left(\frac{\mu_m \cdot C_{Fe^{2+}}}{K_S + C_{Fe^{2+}}}\right) \cdot \frac{X}{Y_X/S} \quad (19)$$

Os parâmetros obtidos por Tavares et al. (2016) de μ_m , K_S , $Y_{X/S}$ e X utilizados no modelo foram $2,494 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$, $28,17 \text{ mol/m}^3$, $20,212 \text{ gX/mol}$ e 1110 gX/m^3 respectivamente.

3.2. Condições de contorno

Adotou-se duas condições de contorno na entrada e duas condições de contorno na saída. O objetivo inicial foi alcançar o regime estacionário. Os dados experimentais foram obtidos pelo setor de Projetos Ambientais – IPAT de acordo com os estudos de Volpato et al. (2012) e pela Central de Amostras e Coletas – IPAT. A Figura (4) mostra a localização das condições de contorno adotadas.

As condições de contorno da espécie química na entrada são demonstradas através da tabela (1) e a tabela (2) mostra as condições de contorno de fluxo na entrada dos rios Ribeirão da Areia e Cocal.

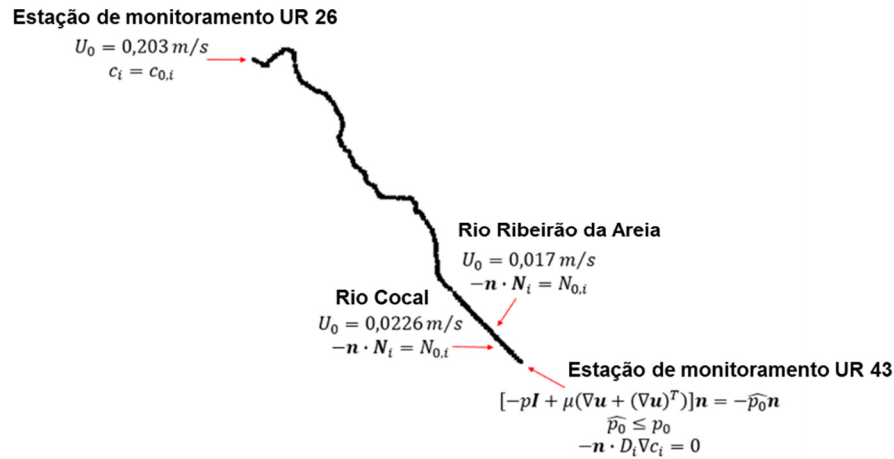


Fig. 4 Condições de contorno adotadas no estudo.

Foram adotadas as condições de contorno da quantidade de movimento e da espécie química na entrada da estação de monitoramento UR 26, na entrada dos rios tributários adotou-se as condições de contorno da quantidade de movimento e de fluxo, enquanto que na saída da estação de monitoramento UR 43 utilizou-se a condição de contorno que relaciona a velocidade com a pressão e a condição da espécie química (Fig. 4).

Tabela 1 Condições de contorno das espécies químicas na entrada do Rio Urussanga.

$C_i = C_{0,i}$	Concentração (mol.m^{-3})
$C_{0,C_{H^+}}$	360,396
$C_{0,C_{Mn}}$	0,036
$C_{0,C_{Fe^{2+}}}$	0,759
$C_{0,C_{SO_4}}$	5,017
$C_{0,C_{Al}}$	1,242
$C_{0,C_{OD}}$	0,278

Tabela 2 Condições de contorno do fluxo na entrada do Rio Ribeirão da Areia e Cocal.

$-n \cdot N_i = N_{0,i}$	Fluxo Rio Ribeirão da Areia (mol.m ⁻² .s ⁻¹)	Fluxo Rio Cocal (mol.m ⁻² .s ⁻¹)
$N_{0,C_{H^+}}$	$1,51 \times 10^{-1}$	$1,50 \times 10^{-1}$
$N_{0,C_{Mn}}$	$3,09 \times 10^{-5}$	$6,58 \times 10^{-5}$
$N_{0,C_{Fe^{2+}}}$	$3,68 \times 10^{-4}$	$9,27 \times 10^{-4}$
$N_{0,C_{SO_4}}$	$8,85 \times 10^{-4}$	$2,82 \times 10^{-3}$
$N_{0,C_{Al}}$	$3,78 \times 10^{-4}$	$1,26 \times 10^{-3}$
$N_{0,C_{OD}}$	$3,61 \times 10^{-3}$	$5,65 \times 10^{-3}$

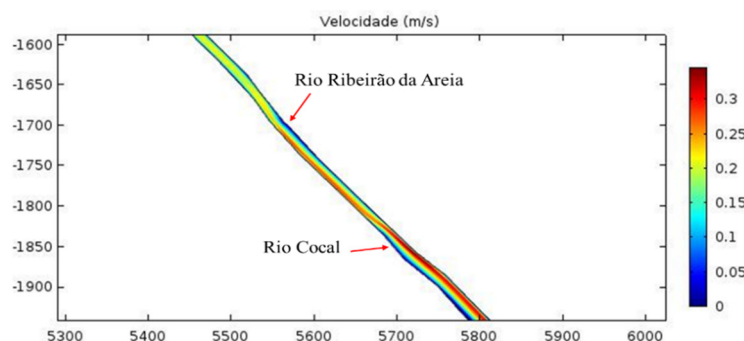
3.3. Condições iniciais

Com base nos dados experimentais, o sistema ambiental em estudo encontra-se em regime estacionário e assim foi feito o modelo. O segundo modelo em regime transiente utilizou os resultados validados do modelo anterior como condição inicial para prever o comportamento do Rio diante do tratamento biológico proposto na Figura 3.

4. Resultados e Discussão

Com as condições de contorno experimentalmente obtidas na entrada do sistema e leis de velocidades prescritas nas equações (10) à (13) e (17) à (18) o modelo em regime estacionário gerou os perfis de velocidade e concentração de acidez, manganês, ferro (II), sulfato, alumínio e oxigênio dissolvido.

O perfil de velocidade da região entre as coordenadas UTM no formato SAD-69: (671771, 6836018) e (672019, 6835764), sob influência dos rios Ribeirão da Areia e Cocal é demonstrado na Figura (5).

**Fig. 5** Perfil de velocidade.

A Figura (5) evidencia a contribuição dos Rios Ribeirão da Areia e Cocal na confluência com Rio Urussanga. Nota-se que a velocidade aumenta a partir do surgimento desses dois rios. A velocidade máxima obtida na saída do modelo foi de 0,28 m/s.

As concentrações de acidez, manganês, ferro (II), sulfato, alumínio e oxigênio dissolvido da mesma região está representada na Figura (6).

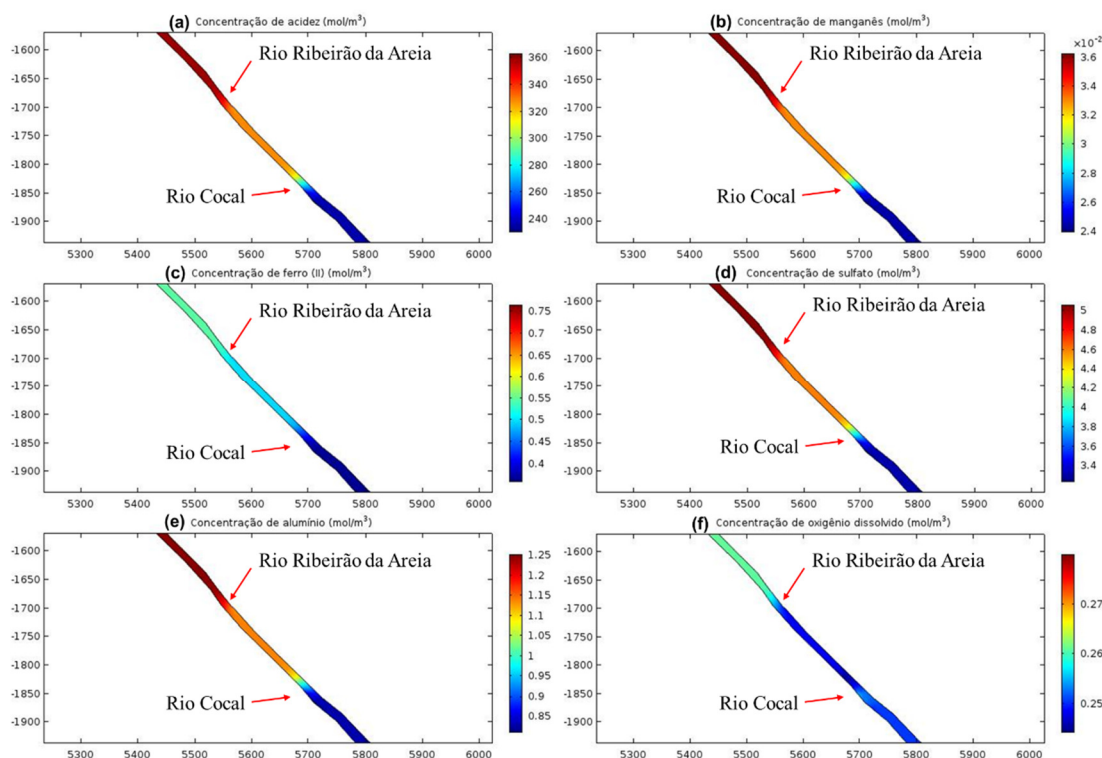


Fig. 6 Concentrações de: (a) acidez, (b) manganês, (c) ferro (II), (d) sulfato, (e) alumínio e (f) oxigênio dissolvido em regime estacionário.

Os perfis (a), (b), (d) e (e) de concentração na Figura (6) demonstram uma maior redução da concentração das espécies estudadas na região influenciada pelos dois rios tributários. O perfil (c) mostra que a diluição de ferro (II) ocorreu antes da entrada dos dois rios tributários, com uma concentração em torno de $0,5 \text{ mol/m}^3$ na entrada do Rio Ribeirão da Areia e $0,45 \text{ mol/m}^3$ na entrada do Rio Cocal. No perfil (f) nota-se também que a redução da concentração de oxigênio dissolvido ocorreu antes da entrada dos dois rios tributários, diminuindo a concentração na entrada do Rio Ribeirão da Areia e aumentando na entrada do Rio Cocal.

As concentrações geradas na saída da estação UR 43 foram comparadas e validadas de acordo com os dados experimentais obtidos no setor de Projetos Ambientais – IPAT. O coeficiente de determinação gerado foi de 0,999 para acidez, ferro (II), sulfato e alumínio e 0,93 para manganês e oxigênio dissolvido. Diante da concordância com os dados experimentais de Volpato et al. (2012), o modelo foi validado com sucesso.

A Figura (7) mostra no período de três dias a redução da concentração na região onde estão localizados os rios Ribeirão da Areia e Cocal com o tratamento proposto na Figura 3. O gráfico da concentração em função do tempo é demonstrado na Figura (8).

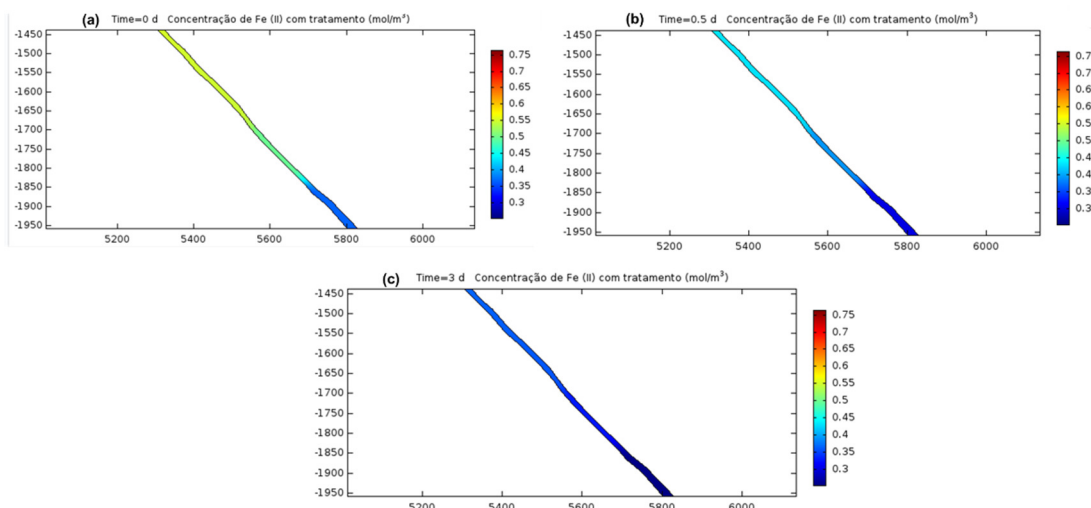


Fig. 7 Concentrações de Fe^{2+} em (a) 0 dias; (b) 0,5 dias; (c) 3 dias de tratamento biológico.

A Figura (7) mostra a diluição de Fe^{2+} em três dias de tratamento biológico. A reação de tratamento aplicada reduziu em 31% a quantidade de Fe^{2+} presente no Rio Urussanga.

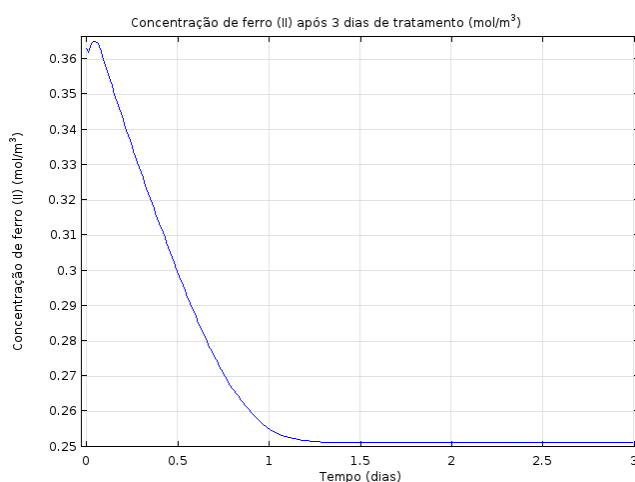


Fig. 8 Concentração de Fe^{2+} em função do tempo.

Na Figura (8) percebe-se claramente o decaimento da concentração de Fe^{2+} de 0,36 para 0,25 mol.m^{-3} após o tratamento, com novo regime estacionário em três dias.

5. Conclusão

O modelo matemático em regime estacionário foi validado com a concordância de um coeficiente de determinação entre 93 e 99%.

A proposta de tratamento biológico, na utilização do microrganismo *Acidithiobacillus ferrooxidans* ATCC 53993 para reduzir a concentração de Fe^{2+} presente no Rio é uma alternativa eficiente, apresentando uma redução de 31% em três dias de tratamento de um quarto da vazão de entrada. Com o modelo em regime transiente é possível simular horas, dias ou até anos, permitindo assim prever o comportamento futuro do Rio Urussanga para outros cenários de tratamento.

A modelagem matemática se mostrou uma ferramenta poderosa na avaliação do sistema ambiental e previsão do comportamento futuro frente ao tratamento proposto.

Referências

- Apello CAJ, Postma D (1994) Geochemistry, Groundwater and Pollution. A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, Netherlands.
- Borges AB (2009) Estudos de toxicidade das águas da Bacia hidrográfica do Rio Urussanga, utilizando-se organismos bioindicadores *Artemia sp.* e *daphnia magna*, antes e após a remediação com rejeito de mineração de carvão. Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma. Brasil.
- Borma LDS, Soares PSM (2002) Drenagem Ácida e Gestão de Resíduos Sólidos na Mineração. Rio de Janeiro.
- Borma LS (2006) A drenagem ácida de minas e o uso de barreiras capilares na interface depósito de resíduos – atmosfera. Curso de Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Tocantins.
- Canesin FP, Bernedo AVB, Bellido L F (2002) Comportamento Cinético do Manganês numa Floresta de Manguezal-Itacuruçá-RJ. Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento 4: 1153-1157.
- Campaner VP, Silva WL (2008) Processos físico – químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul do Brasil. Quím. Nova 32(1): 146-152. doi <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422009000100028>. Acessado em 30 de agosto de 2016.
- Chapra SC, Canale RP (2011) Métodos numéricos para engenharia, 5ª ed. Porto Alegre, AMGH.
- Comitê de Gerenciamento Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga (2016). Municípios da Bacia. <http://www.aguas.sc.gov.br/a-bacia-rio-urussanga/municipios-da-bacia-rio-urussanga>. Acessado em 20 de setembro de 2016.
- Devens JA (2006) Quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal em pequenos cursos d'água naturais com o uso de traçador ambientalmente neutro. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto. http://www.tede.ufop.br/tde_arquivos/10/TDE-2006-06-28T08:13:26Z-69/Publico/UNIFICADO_JULIMARA.pdf. Acessado em 2 de setembro de 2016.
- Fogler HS (2006) Elementos de engenharia das reações químicas. Pearson international ed., 4th ed. edn. Pearson Education International, Upper Saddle River, N.J.
- Júnior CRF, Ferreira FT, Marques DM. (2009) Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos. São Paulo. 304 p.
- Mello JWV, Duarte HA, Ladeira ACQ (2014) Origem e Controle do Fenômeno Drenagem Ácida de Mina. Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola 8: 24-29. <http://qnesc.sbq.org.br/online/cadernos/08/06-CTN4.pdf> Acessado em 1 de setembro de 2016.
- Nordstrom DK. (1982) Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. In Kittrick JA, Fanning DS, and Hossner, LR, eds. Acid Sulphate Weathering. Madison, WI: Soil Science Society of America Special Publication 10: 1-18.
- Paprocki A (2009) Síntese de zeólitas a partir de cinzas de carvão visando sua utilização na descontaminação de drenagem ácida de mina. Dissertação. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. <http://repositorio.pucrs.br/dspace/handle/10923/3359>. Acessado em 30 de agosto de 2016.
- Souza RM (2003) O Método dos Elementos Finitos Aplicado ao Problema de Condução de Calor. Universidade Federal do Pará. Belém. http://www.ufpa.br/nicae/integrantes/remo_souza/TrabPublicados/Apostilas/ApostilaElementosFinitosNiCAE.pdf. Acessado em 16 de agosto de 2016.
- Stumm W, Morgan JJ (1981) Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3ª ed.
- Tavares HD, Feltrin AC, Angioletto E, Mendes E, Mendes Erlon (2016) Análise de Engenharia Metabólica para o Desenvolvimento e Maximização Quantitativa do Tratamento de Drenagem Ácida de Mineração para Produção de Fe³⁺ e Ácido Sulfúrico, Gerados pelo Metabolismo da Bactéria Acidithiobacillus ferrooxidans ATCC 53993. Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma. Brasil.
- Volpato G, Fiori MA, Savi GCN, Galatto SL (2012) Estudo de impacto ambiental (EIA) para o projeto de desassoreamento do rio Urussanga. v. 2. Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma. Brasil.